

Macrofitobentos mediolitoral y delimitación de áreas sensibles a la contaminación marina en el litoral ceutí (estrecho de Gibraltar)

A. Ruiz-Tabares, I. Gordillo, J. R. Corzo y J. C. García-Gómez

Laboratorio de Biología Marina. Departamento de Fisiología y Zoología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla. Avda. Reina Mercedes, 6. E-41012 Sevilla, España. Correo electrónico: jcgarcia@us.es

Recibido en enero de 2003. Aceptado en diciembre de 2003.

RESUMEN

El estrecho de Gibraltar es una de las áreas de mayor tránsito marítimo del mundo y, por tanto, de riesgo de catástrofe ecológica. El objetivo principal de este trabajo ha sido delimitar áreas sensibles a impactos antropogénicos, según la información obtenida del macrofitobentos mediolitoral. Se ha incidido especialmente en la riqueza específica, que fue comparativamente mayor en las estaciones situadas en la bahía norte. Mediante los análisis de clasificación y ordenación y la aplicación de los índices de diversidad β , se estudió la proximidad, en términos de similitud, de las estaciones de muestreo. Tanto el análisis de clasificación como el de ordenación discriminaron de forma clara las estaciones según su ubicación geográfica, confirmándose el carácter más atlántico de la bahía norte respecto a la bahía sur, de características más mediterráneas. Se fijaron tres niveles de diferente sensibilidad ambiental para establecer futuras prioridades de protección ante eventuales contingencias medioambientales. La región más occidental de la bahía norte junto con el tramo este (de transición entre bahías) constituyen áreas de mayor valor ecológico y vulnerabilidad, mientras que la bahía sur se divide en dos zonas: una de menor valor ecológico, correspondiente al tramo más cercano a la frontera con Marruecos, y otra con estaciones de valores intermedios.

Palabras clave: Macrofitobentos mediolitoral, Ceuta, sensibilidad ambiental.

ABSTRACT

Midlittoral macrophytobenthos and delimitation of areas sensitive to marine pollutants on the coast of Ceuta (Straits of Gibraltar)

The Straits of Gibraltar has one of the highest levels of shipping traffic in the world; consequently, it runs a high risk of suffering ecological disaster. The main objective of the present study was to delimit areas sensitive to anthropogenic perturbations according to information gathered from midlittoral macrophytobenthic communities. We focused mainly on species richness, which was comparatively higher at the North Bay stations, examining similarities among stations using classification and ordination analyses, together with β diversity indices. Both the ordination and classification analyses discriminated between the stations based on their geographical location, and confirmed the Atlantic influence in the North Bay and the Mediterranean influence in the South Bay. Three levels of different environmental sensitivity were established for priorities in future conservation. The westernmost region of the North Bay, together with the eastern zone (transitional area between the two bays), are those having the highest ecological value and vulnerability. The South Bay can be divided into an area with low ecological value, close to Moroccan waters, and an area with intermediate characteristics.

Keywords: Midlittoral macrophytobenthos, Ceuta, environmental sensitivity.

INTRODUCCIÓN

El tránsito marítimo en el estrecho de Gibraltar es uno de los más intensos a nivel mundial (más de 58 000 buques identificados en 2002, a los que hay que sumar otros 25 000 entre transatlánticos y transbordadores ligeros); su franja litoral, y más específicamente la mediolitoral, constituye una zona de alto riesgo respecto a posibles accidentes marítimos, catástrofe ecológica o inesperados vertidos masivos, lo que es fácil advertir a lo largo de sus costas. La caracterización de la zona mediolitoral es preceptiva para dimensionar el alcance de posibles impactos y establecer un plan de riesgos y prevención ambiental según el valor ecológico de los diferentes tramos en función de su riqueza biológica y, por tanto, de su vulnerabilidad ambiental.

Si bien en zonas típicamente atlánticas como Galicia o Asturias la anchura del intermareal alcanza los 4 m (Fernández y Niell, 1981), en el Mediterráneo, que es un mar relativamente pequeño, las mareas no son importantes, y en localidades como Málaga y Marbella el intervalo es de sólo 1,2 m (Conde y Seoane, 1983). La reducción en la franja intermareal supone, por consiguiente, una reducción en la superficie colonizable por los organismos desde el Atlántico hacia el Mediterráneo. Así, por ejemplo, estudios de la intermareal rocosa en Asturias y País Vasco ofrecen como resultado en torno a 9 cinturones identificables, mientras que este número se ve reducido a 5 en las costas sur y sureste de la península Ibérica.

La fragilidad de la zona rocosa mediolitoral y la naturaleza de los impactos ambientales antropogénicos que aquélla sufre han sido recientemente revisadas (Crowe *et al.*, 2000). Estos autores indican que las poblaciones y las comunidades mediolitorales exhiben variabilidades espaciales y temporales considerables, influidas por numerosos factores físicos y biológicos. Aunque existen factores, únicos o predominantes, que pueden provocar alteraciones muy severas en las comunidades rocosas mediolitorales, como los cambios extremos de temperatura (Crisp, 1964) o la presencia de mareas rojas (Southgate *et al.*, 1984), los grandes impactos proceden de los vertidos de hidrocarburos (mareas negras), sobre los que se han elaborado numerosos estudios (Lewis, 1982; Suchanek, 1993; Highsmith *et al.*, 1996). El alto riesgo de accidente marítimo, con resultado de marea negra, que existe en el estrecho de Gibraltar insta a conocer el valor ecológico y, por tanto, la vulnerabilidad ambiental de sus tramos rocosos litorales.

En caso de una eventual catástrofe ecológica, esta información será útil, entre otros aspectos, para establecer prioridades de protección.

El litoral de Ceuta está enclavado en el estrecho de Gibraltar, esto es, en la interfase atlántico-mediterránea, lo que provoca que, en sus escasos 20 kilómetros de costa, se aprecien diferencias en la biota, reflejo de condiciones ambientales diferentes. Con la finalidad de conocer estas diferencias y delimitar las zonas de distinto valor ecológico, se ha realizado un análisis comparativo del macrofitobentos mediolitoral a lo largo de un hipotético gradiente desde la frontera sur con Marruecos hasta Benzú, en la zona norte.

Como antecedentes, entre los trabajos realizados en el estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán merecen destacarse las contribuciones de Seoane-Camba (1965), Conde y Seoane (1983), Conde-Poyales (1989) y Guerra-García *et al.* (2000), así como la información contenida en el inventario de Andalucía (Flores-Moya *et al.*, 1995a,b; Conde *et al.*, 1996).

MATERIAL Y MÉTODOS

Para el reconocimiento de la zona intermareal rocosa del litoral ceutí se establecieron 17 estaciones de muestreo: 16 a lo largo del litoral y una en el interior del puerto. Se distinguen, según están constituidas por roquedos naturales (N) o artificiales (A) (figura 1), como se detalla a continuación.

1(N). Frontera de El Tarajal. Roquedo natural, expuesto a un hidrodinamismo bajo y sometido a una gran presión antrópica.

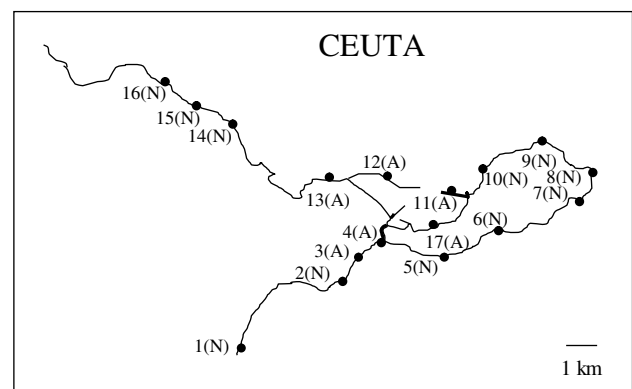


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo.

2(N). Piedras Gordas. Roquedo natural en zona de playa.

3(A). Playa Nueva. Extremo de un espigón formado por rocas irregulares dispuestas artificialmente.

4(A). Foso San Felipe. Estación localizada en sustrato similar a 3(A).

5(N). Entre el islote de La Peña y el islote de La Botella. Rocas naturales sueltas de mediano tamaño.

6(N). Cala El Sarchal. Roquedo natural situado en la base de una pared acantilada que genera condiciones umbrías periódicamente.

7(N). Punta El Desnarigado. Gran bloque rocoso natural que emerge varios metros.

8(N). Punta Almina. Bloques de roca natural sujetos a una intensa acción del oleaje.

9(N). Punta de Santa Catalina. Roquedo natural aplanado en zona batida.

10(N). San Amaro. Estación de roca natural, sustrato muy heterogéneo.

11(A). Escollera de Levante (extremo occidental). Zona de grandes bloques rocosos.

12(A). Escollera de Poniente. Estación de características similares a la anterior.

13(A). Playa de Benítez. Roquedo artificial compuesto por bloques cúbicos de hormigón de 3 m de arista.

14(N). Punta Bermeja. Las rocas intermareales son, principalmente, de disposición horizontal.

15(N). Cala Mocarro. Estación localizada en sustrato rocoso natural con una franja intermareal que comienza horizontalmente y alcanza la verticalidad en los niveles superiores.

16(N). Benzú. Estación similar a 14(N).

17(A). Parque del Mediterráneo. Estación del interior del puerto, constituida por bloques rocosos irregulares.

El muestreo se realizó durante julio y agosto de 2001 y 2002, desde el límite de la bajamar hasta el cinturón de *Verrucaria maura* (que define el extremo superior de la zona intermareal). Se tomaron tres réplicas mediante el raspado total de una superficie de 10 cm × 10 cm, cada 20 cm a lo largo de un recorrido lineal, perpendicular a la línea de costa; este método de muestreo se ha venido utilizando tradicionalmente en estudios similares (Conde y Seoane, 1983).

Con los datos de presencia-ausencia del conjunto de las especies se elaboró una matriz a partir de la cual, mediante la utilización del programa infor-

mático Primer 5 (Clarke y Gorley, 2001) y según el índice de Bray-Curtis, se realizaron un dendrograma y un análisis de ordenación MDS-2D con el objetivo de mostrar la proximidad de las estaciones. Dada la sensibilidad de estos análisis, se han eliminado las especies registradas de forma aislada.

Además, a partir de las medidas de diversidad β , se compararon las estaciones vecinas con el fin de evaluar la variación del macrofitobentos a lo largo de los veinte kilómetros de costa del litoral ceutí. Los cálculos se han repetido con todas las estaciones, por un lado, y, por otro, únicamente con las ubicadas en sustrato natural para evitar, en este caso, la influencia derivada de las estructuras artificiales portuarias. Se empleó el índice de Whittaker (1972), $\beta = (S/\alpha) - 1$, donde S es el número total de especies registradas en un conjunto de muestras y α es el número promedio de especies en las muestras.

Dado que, como señalan algunos autores (Pielou, 1975; Magurran, 1988; Vellend 2001), se pueden aplicar ciertos coeficientes de similaridad como punto de partida para medir la diversidad β , se han utilizado, en este sentido, los índices de Jaccard y de Simpson. El índice de Jaccard se formula como $J = j/(a + b - j)$, donde j es el número de especies comunes a las dos estaciones comparadas, a es el número de especies de la localidad A y b es el número de especies de la localidad B. El índice de Simpson se expresa como $S = C/A$, donde A es el número de especies de la estación con el listado menos numeroso y C es el número de especies comunes a las dos estaciones comparadas.

Como se ha señalado en un trabajo anterior (López de la Cuadra y García-Gómez, 1994), mientras que el índice de Jaccard considera el número total de especies de cada uno de los inventarios comparados, el de Simpson sólo contempla el de la lista más reducida, es decir, ofrece información sobre el porcentaje de especies del inventario menor que son comunes a los dos listados. Esto resulta útil si los inventarios están compensados en número de especies, pero si la diferencia entre ambos es importante, la utilización del índice de Simpson no resulta apropiada. Para paliar este problema, se ha complementado este índice con su versión opuesta (C_s), es decir, con el índice que resulta de dividir el número de especies comunes a las dos estaciones comparadas entre el número de especies de la lista más numerosa, estableciéndose, así, el porcentaje de especies del inventario mayor que son comunes a los dos listados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron en total 67 especies del macrofitobentos albergado en la zona intermareal rocosa del litoral de Ceuta: 34 rodofitas, 12 feofitas, 14 clo-rofitas, 5 cianofitas y 2 líquenes. Los datos de pre-

sencia-ausencia del conjunto de las especies en cada una de las 17 estaciones de muestreo quedan recogidos en la tabla I.

Comparativamente, el porcentaje de especies presentes en cada una de las estaciones se muestra en la figura 2. Las estaciones 9(N) a 16(N) de la bahía

Tabla I. Presencia-ausencia del macrofitobentos mediolitoral en la costa de Ceuta.

Especies	Estaciones																
	1(N)	2(N)	3(A)	4(A)	5(N)	6(N)	7(N)	8(N)	9(N)	10(N)	11(A)	12(A)	13(A)	14(N)	15(N)	16(N)	17(A)
<i>Aglaothamnium scopulorum</i>				+			+			+	+	+					
<i>Apoglossum ruscifolium</i>							+		+	+							
<i>Asparagopsis armata</i>						+	+		+	+	+	+		+			
<i>Catenella cespitosa</i>									+							+	
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	+	+		+	+											+	
<i>Ceramium ciliatum</i>						+			+	+				+	+		+
<i>Ceramium echionotum</i>						+							+	+			
<i>Ceramium gaditanum</i>						+		+				+					
<i>Ceramium rubrum</i>	+	+			+		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Ceramium tenerrimum</i>	+			+	+								+	+	+	+	
<i>Chaetomorpha aerea</i>	+																
<i>Chondracanthus acicularis</i>	+				+												
<i>Cladophora laetevirens</i>	+	+			+			+					+			+	
<i>Cladophora rupestris</i>					+												
<i>Codium adhaerens</i>					+	+		+	+	+			+		+	+	
<i>Codium tomentosum</i>													+				
<i>Codium vermilara</i>		+															
<i>Colpomenia sinuosa</i>		+	+				+	+	+				+	+	+		
<i>Corallina elongata</i>	+	+		+	+				+	+	+	+	+		+	+	+
<i>Corallina officinalis</i>		+	+	+	+	+	+	+				+		+			
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>		+	+		+	+			+					+			
<i>Dermatolithum pustulatum</i>		+			+	+		+	+	+			+	+			
<i>Dyctiota dichotoma</i>													+				
<i>Enteromorpha clathrata</i>		+															
<i>Enteromorpha compressa</i>	+								+								
<i>Enteromorpha flexuosa</i>																	
<i>Enteromorpha intestinales</i>															+		
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>			+						+	+		+					
<i>Fucus spiralis</i>		+				+			+	+				+	+		
<i>Gelidium latifolium</i>												+			+		
<i>Gelidium microdon</i>													+				
<i>Gelidium pusillum</i>	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Gelidium sesquipedale</i>										+							
<i>Gelidium spinulosum</i>			+														
<i>Gigartina griffithsiae</i>					+												
<i>Gymnogongrus patens</i>												+					
<i>Halopteris filicina</i>			+		+	+			+				+		+		
<i>Herposiphonia secunda</i>				+					+						+		
<i>Jania rubens</i>			+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	
<i>Laurencia poiteaui</i>				+		+				+					+	+	
<i>Laurencia tenera</i>							+							+	+		
<i>Leathesia difformis</i>		+		+	+	+			+	+			+	+	+	+	
<i>Lichina pigmaea</i>							+	+		+							
<i>Lithophyllum tortuosum</i>					+	+	+		+	+	+		+	+	+		
<i>Lithophyllum dentatum</i>										+							
<i>Lithophyllum incrustans</i>			+									+		+	+	+	
<i>Lyngbya majuscula</i>		+				+				+							+
<i>Lyngbya norgaardii</i>		+															
<i>Mesophyllum lichenoides</i>									+	+					+		

Tabla I (continuación).

Especies	Estaciones																
	1(N)	2(N)	3(A)	4(A)	5(N)	6(N)	7(N)	8(N)	9(N)	10(N)	11(A)	12(A)	13(A)	14(N)	15(N)	16(N)	17(A)
<i>Oscillatoria princeps</i>	+		+														
<i>Oscillatoria tenuis</i>												+					
<i>Osmundea pinnatifida</i>	+					+			+	+		+			+		
<i>Padina pavonica</i>		+	+														
<i>Plocamium cartilagineum</i>					+				+	+	+	+					
<i>Polysiphonia ceramiaeformis</i>	+								+							+	
<i>Ralfsia verrucosa</i>		+	+	+	+		+	+			+	+	+	+	+		+
<i>Rhodomenia palmetta</i>														+			
<i>Rivularia atra</i>					+	+			+						+		
<i>Saccorhiza polyschides</i>												+					
<i>Sphacelaria cirrosa</i>				+	+	+	+		+					+			+
<i>Stypocaulon scoparium</i>								+					+	+			
<i>Taonia atomaria</i>										+							
<i>Ulothrix facca</i>															+		
<i>Ulva rigida</i>	+						+		+	+	+		+	+		+	+
<i>Urospora laeta</i>													+				
<i>Valonia utricularis</i>			+				+	+	+	+						+	
<i>Verrucaria maura</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

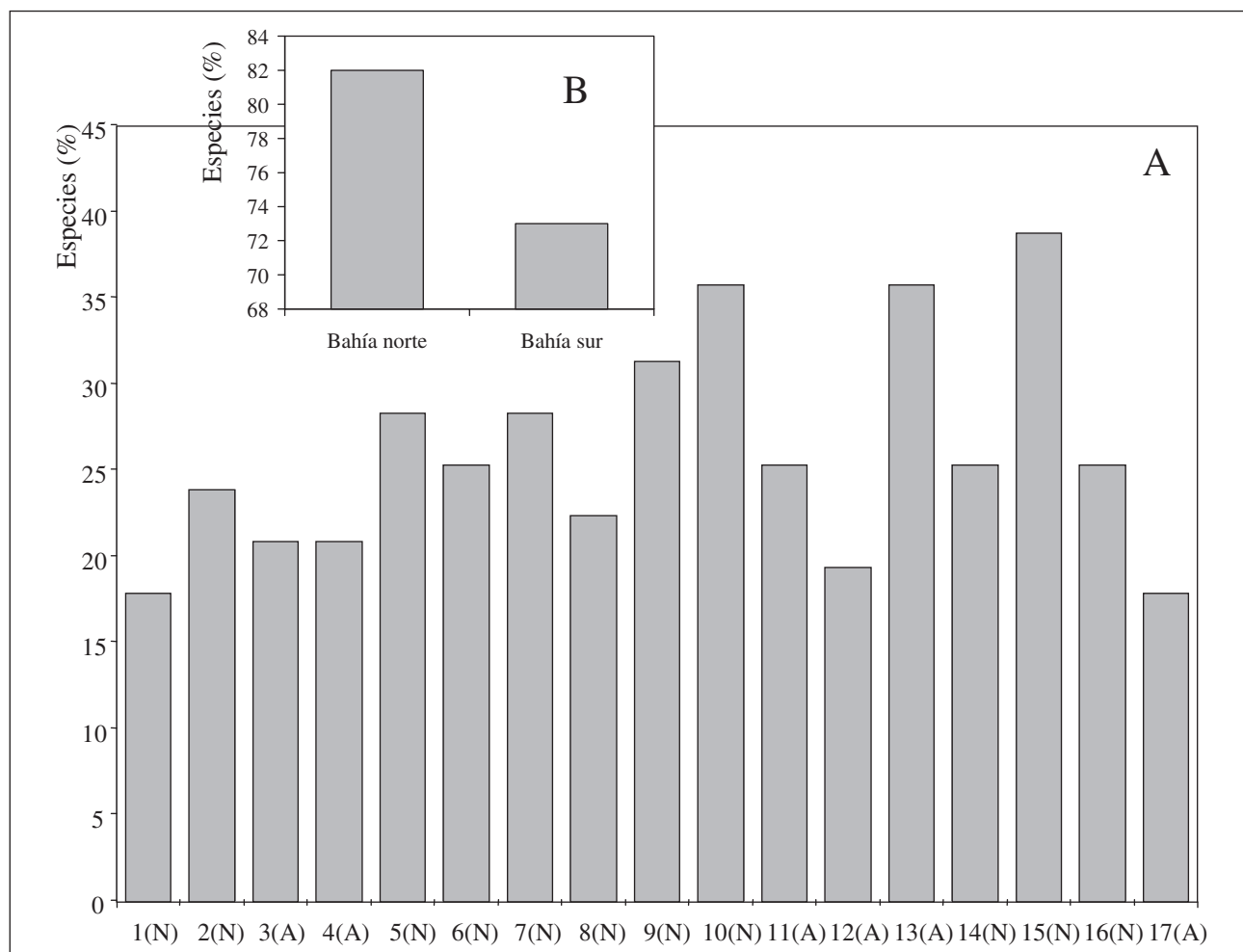


Figura 2. (A): porcentaje de especies presentes (sobre el total) en cada una de las estaciones de muestreo. (B): porcentaje de especies presentes (sobre el total) en el conjunto de estaciones que conforman la bahía norte y la bahía sur del litoral de Ceuta.

norte poseen, en general, mayor riqueza específica, de modo que, al ser consideradas en grupo, presentan un porcentaje del 82 % de especies sobre el total de las identificadas, frente al 73 % correspondiente a las estaciones 1(N) a 8(N) de la bahía sur.

El dendrograma (figura 3) congregó las estaciones de muestreo en tres agrupaciones claras. Una está constituida por las estaciones 1(N) y 17(A). En la frontera sur con Marruecos se sitúa 1(N) y el hidrodinamismo está muy atenuado en ella (Guerra-García y García-Gómez, 2001): el efecto de las mareas se minimiza y la temperatura aumenta. De forma análoga, la estación 17(A), que se localiza en el interior del puerto, está expuesta a un hidrodinamismo bajo y un estrés ambiental mayor. No obstante, las condiciones del puerto de Ceuta son más favorables que en la mayoría de los enclaves portuarios debido a la existencia del foso San Felipe, que facilita una segunda y antagónica comunicación con el mar y permite una continua renovación hídrica del interior del puerto (Guerra-García *et al.*, 2004).

Un segundo grupo es el constituido por las estaciones 10(N), 11(A), 12(A), 13(A) y 16(N), es decir, la mayoría de localizadas en la bahía norte, junto con las estaciones 7(N) y 8(N), situadas en la zona de transición entre bahías; posiblemente, el factor que las une es el elevado hidrodinamismo de estas zonas. Dentro de este grupo se pueden distinguir varios subgrupos de condiciones ambientales

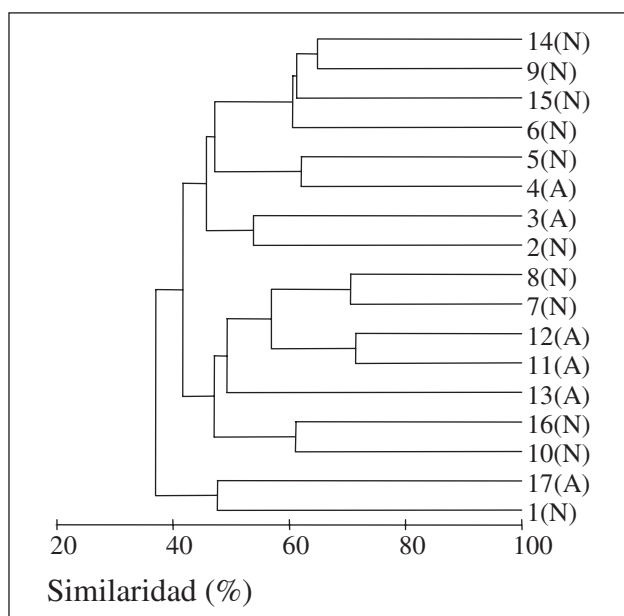


Figura 3. Dendrograma de las estaciones de muestreo según la presencia-ausencia de especies del macrofitobentos mediolitoral.

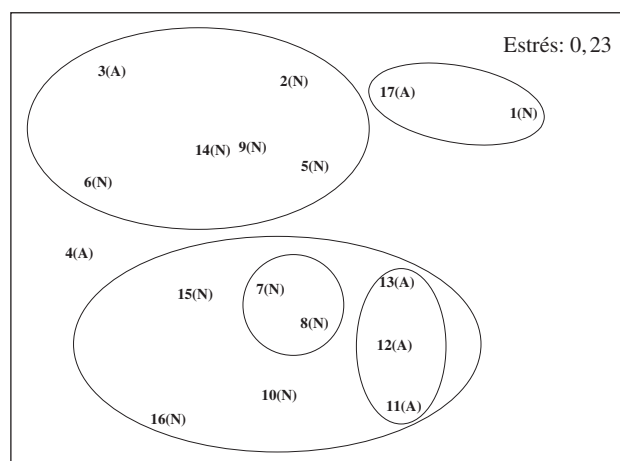


Figura 4. Análisis de ordenación MDS aplicado al total de estaciones de muestreo.

muy parecidas; 10(N) y 16(N) aparecen expuestas a temporales de Poniente (viento predominante del Noroeste), mientras que 7(N) y 8(N) sufren los de Levante (viento predominante del Este).

El tercer y último grupo recoge las estaciones de la bahía sur y tres de las estaciones de la bahía norte que constituyen demarcaciones de transición biótica debido a condiciones peculiares, como podrían ser la menor iluminación, consecuencia del sombreado producido por el relieve circundante, o efectos de tipo antrópico.

El análisis MDS-2D (figura 4) separa nítidamente las estaciones de la bahía norte y las de la bahía sur, quedando las estaciones 7(N) y 8(N), localizadas en la zona de transición geográfica, incluidas junto con las primeras. En el caso de la bahía norte, además, se produce discriminación entre las estaciones de sustrato natural y las de sustrato artificial. Por otro lado, se observa que 4(A) se sitúa en una posición de transición entre las estaciones del norte y las del sur, justificado por su ubicación en la misma salida del Foso de San Felipe. Por el contrario, 9(N) se relaciona con las estaciones de la bahía sur, probablemente, por su localización en la proximidad de un área afectada por efectos antrópicos.

A partir de la información derivada de la riqueza específica y la proximidad entre estaciones, se diseñaron dos perfiles-tipo que muestran la zonación del intermareal rocoso del litoral ceutí en condiciones, por un lado, de máxima diversidad y mayor estructuración de las comunidades (figura 5A, que incluye las estaciones con mayor porcentaje de especies respecto al total tanto en sustrato natural como en sustrato artificial) y, por otro, de mínima

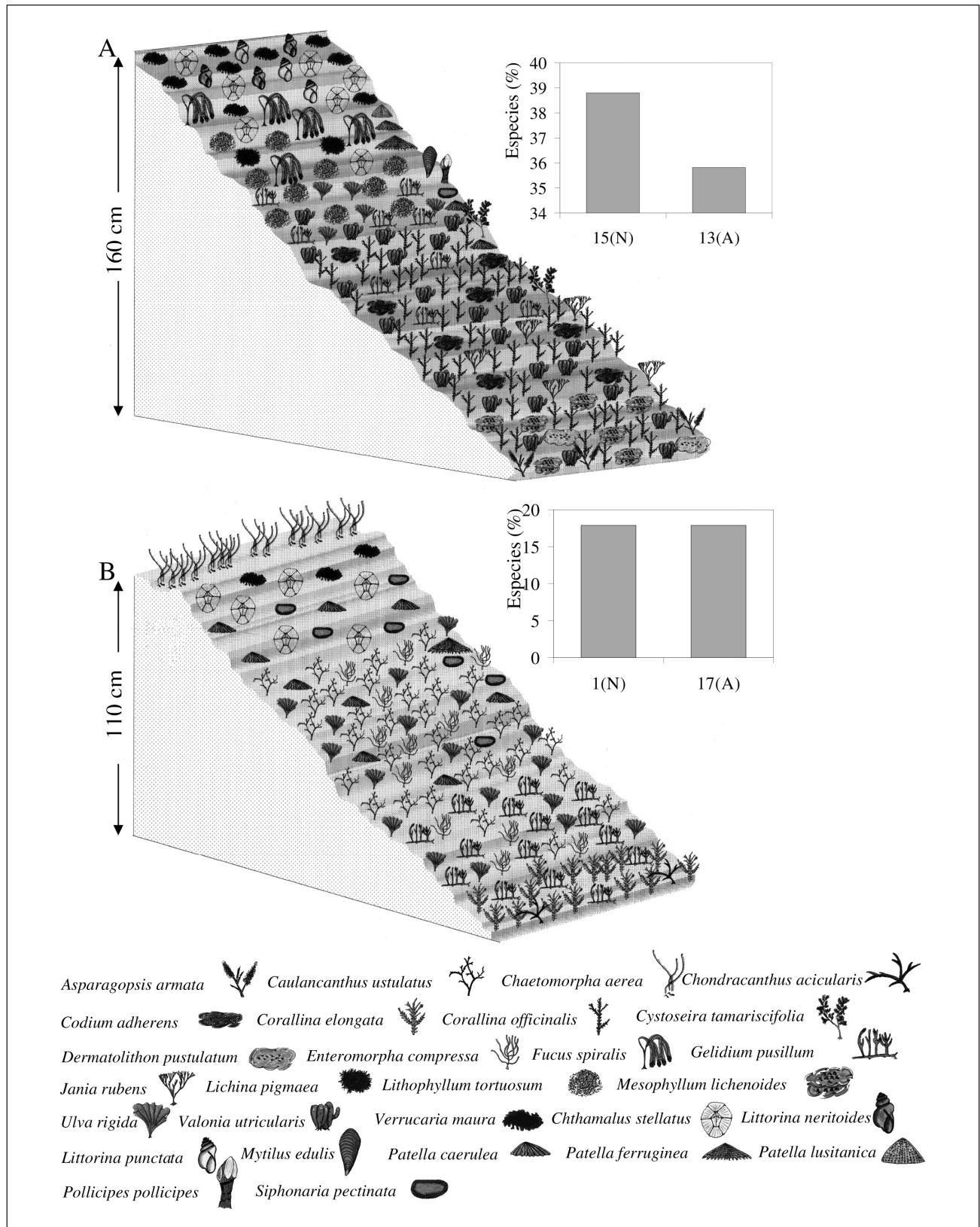


Figura 5. Representación esquemática de dos perfiles tipo del litoral de Ceuta. (A): perfil de máxima riqueza específica e histograma de las estaciones con mayor porcentaje de especies respecto al total en sustrato natural y en sustrato artificial. (B): perfil de mínima riqueza específica e histograma de las estaciones con menor porcentaje de especies respecto al total en sustrato natural y en sustrato artificial.

riqueza específica y menor estructuración de comunidades (figura 5B, que ilustra los porcentajes de especies de las estaciones menos ricas de sustrato natural y de sustrato artificial). Así, mientras que en el caso de máxima diversidad se obtienen porcentajes distintos para sustrato natural y sustrato artificial (38,8 % frente a 35,8 %), en condiciones de mínima diversidad los porcentajes de riqueza de especies coinciden en ambos tipos de sustrato (17,9 %).

Respecto al empleo del índice de diversidad *b* de Whittaker con pares de estaciones vecinas (figura 6A y 7) desde la frontera sur hasta Benzú (frontera norte), su valor registró cierta tendencia a la disminución, lo que es indicativo de una reducción en la variación de la composición de especies entre las estaciones comparadas, es decir, que las diferencias entre estaciones son mayores en la bahía sur que en la norte.

Asimismo, el índice de Whittaker aplicado al conjunto de las estaciones del sur 1(N) a 8(N), por un lado, y las estaciones del norte 9(N) a 16(N), por otro (figura 6B), confirmó la información anterior, y se obtuvo un valor superior para el conjunto de estaciones localizadas en la zona sur.

A este respecto, procede reseñar que el concepto de diversidad *b* está sujeto a distintas interpretaciones según los autores. En algunos casos, y coincidiendo con la intención de su aplicación en el presente trabajo, se ha definido como grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972; Magurran, 1988; Wilson y Shmida, 1984). En otros

casos, en cambio, se ha discutido la validez de los índices de diversidad *b* más comúnmente usados para reflejar con exactitud el concepto de renovación de especies (Vellend, 2001), concluyéndose que, debido a la independencia de estas medidas de una estructura espacial o ambiental en la distribución de especies, no reflejan dicho concepto.

Para ilustrar de forma más gráfica el gradiente al que se ha hecho referencia, el criterio seguido en la utilización de los índices de similaridad fue la comparación de pares de estaciones norte-sur enfrentadas en el espacio (figura 8), observándose que, tanto el índice de Jaccard como el de Simpson, muestran la tendencia a una progresiva disminución de la similaridad desde la zona de transición geográfica –estaciones 7(N) y 8(N)– hasta los extremos del gradiente –estaciones 1(N) y 16(N)– con valores que pasan de 0,54 a 0,20 en el primero y de 0,8 a 0,41 en el segundo. Dado que el índice de Simpson refleja, en síntesis, el porcentaje de especies del inventario menor comunes con las del más extenso, cuanto mayor sea la diferencia en número de especies entre ambos inventarios, menos información aporta este índice, razón por la que, para amortiguar esta limitación, se ha aplicado la versión antitética del índice de Simpson, esto es, un índice (*C_s*) de complementación al de este autor, establecido por el porcentaje de especies del inventario mayor comunes con las del menor, sin que aporte una información destacable por la escasa distancia entre los inventarios de especies resultantes.

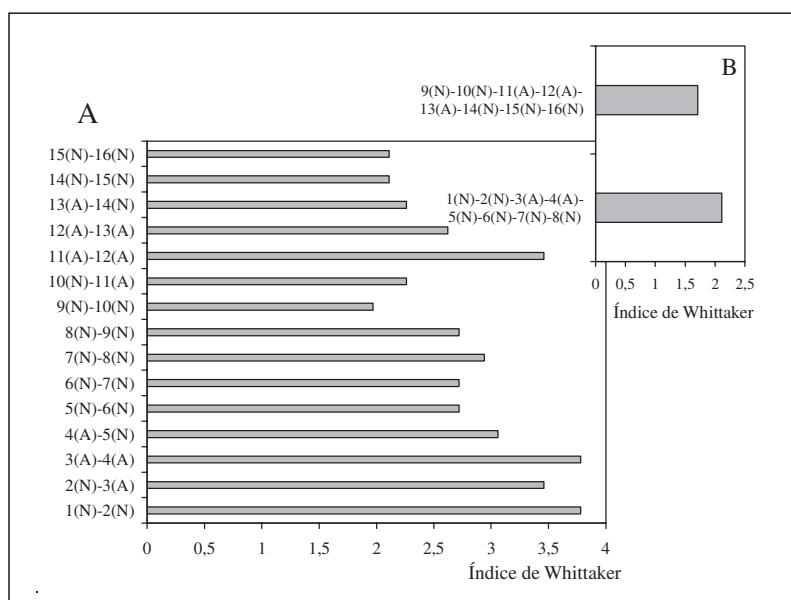


Figura 6. (A): índice de Whittaker entre pares de estaciones vecinas. (B): índice de Whittaker entre el conjunto de estaciones que conforman la bahía norte y la bahía sur.

Figura 7. Índice de Whittaker entre pares de estaciones vecinas. Se consideran únicamente las estaciones en sustrato natural.

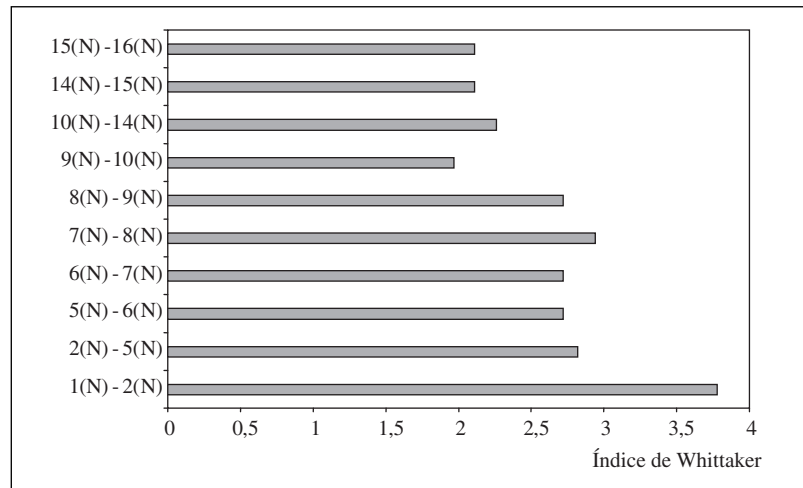
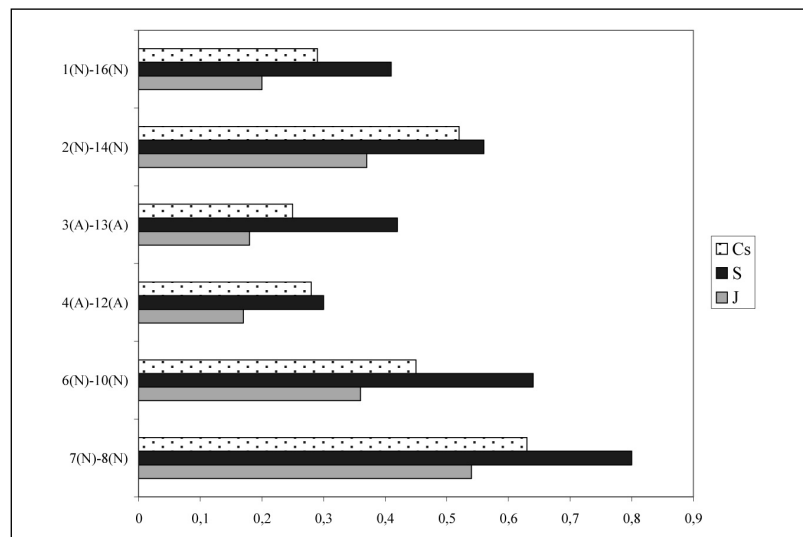


Figura 8. Índices de similitud de Jaccard (J) y de Simpson (S) y la versión opuesta de este último (C_s) entre pares de estaciones enfrentadas.



Con toda esta información, y destacando las ventajas que presentan las especies que integran el bentos para la valoración ambiental por su longevidad media e incapacidad de desplazamiento (Pagola-Carte, Urkiaga-Alberdi y Saiz-Salinas, 2000), se pueden caracterizar una serie de zonas a lo largo del litoral ceutí cuya demarcación viene justificada según la riqueza específica y estructuración de sus comunidades y, por tanto, en orden de fragilidad ante posibles incidencias medioambientales (figura 9). De este modo, la región más occidental de la bahía norte junto con la zona de transición entre bahías, ambas de carácter más atlántico, corresponden a áreas de mayor valor ecológico (3) y, en consecuencia, de mayor vulnerabilidad, mientras que la bahía sur, de carácter más mediterráneo, presenta una zona de

menor valor ecológico (la mitad sur más cercana a la frontera con Marruecos) (1) y una zona con demarcaciones de valores intermedios (2).

La composición específica en cada una de las zonas es, asimismo, reflejo inequívoco de su valor ambiental. De este modo, la zona 1 destaca por albergar especies de crecimiento cespitoso, cuyo incremento se relaciona con perturbaciones antropogénicas (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2001), y especies pioneras y de carácter oportunista que crecen en ambientes eutróficos, como son *Enteromorpha intestinalis* y *E. compressa*. Por el contrario, la presencia en zonas de tipo 2 y 3 de especies que requieren características de cierta calidad ambiental, como *Cystoseira tamariscifolia*, viene a confirmar el buen estado de conservación de estas áreas.

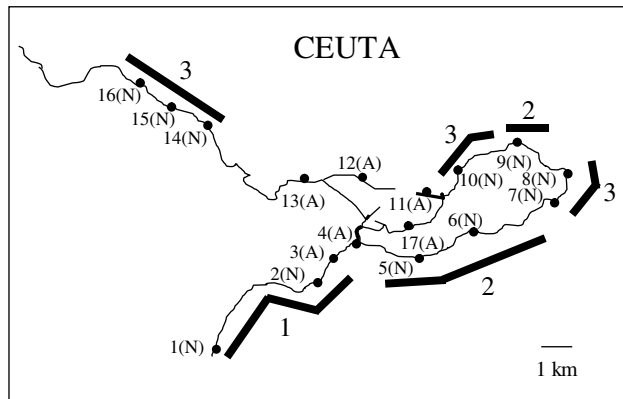


Figura 9. Localización de las zonas 1, 2 y 3 (roquederos naturales) de mayor a menor valor ecológico (o grado de vulnerabilidad ambiental). (Ver explicación en el texto.)

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por la Asamblea de Ceuta en el ámbito del proyecto Biodiversidad y medio ambiente ceutí: bases para una mejor gestión, explotación y conservación de sus comunidades biológicas. Agradecemos a la Autoridad Portuaria de Ceuta la financiación de otros proyectos colaterales relacionados con el presente estudio. A la Compañía del Mar del Ministerio de Defensa y a los clubes Calypso, Neptuno y Kraken, por su ayuda en las labores de muestreo y por su apoyo logístico.

REFERENCIAS

- Benedetti-Cecchi, L., F. Pannacciulli, F. Bulleri, P. S. Moschella, L. Airoldi, G. Relini y F. Cinelli. 2001. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series* 214: 137-150.
- Clarke, K. R. y R. N. Gorley. 2001. *Primer (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) v5: User Manual/Tutorial*. Primer-E Ltd. Plymouth: 91 pp.
- Conde, F. y J. A. Seoane. 1983. Aspectos de la vegetación y zonación macrofitobentónica en las costas malagueñas. *Anales Jardín Botánico de Madrid* 39 (2): 465-487.
- Conde, F., A. Flores-Moya, J. Soto, M. Altamirano y A. Sánchez. 1996. Check-list of Andalusia (S. Spain) seaweeds. III. Rhodophyceae. *Acta Botánica Malacitana* 21: 7-33.
- Conde-Poyales, F. 1989. Ficogeografía del Mar de Alborán en el contexto del Mediterráneo occidental. *Anales Jardín Botánico de Madrid* 46 (1): 21-26.
- Crisp, D. J. 1964. The effects of the severe winter of 1962-1963 on marine life in Britain. *Journal of Animal Ecology* 33: 165-210.
- Crowe, T. P., R. C. Thompson, S. Bray y S. J. Hawkins. 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7: 273-297.
- Fernández, C. y F. X. Niel. 1981. Distribución espacial del fitobentos en los horizontes inferiores del sistema intermareal rocoso de cabo Peñas (Asturias). *Investigaciones Pesqueras* 45: 309-326.
- Flores-Moya, A., J. Soto, A. Sánchez, M. Altamirano, G. Reyes y F. Conde. 1995. Check-list of Andalusia (S. Spain) seaweeds. I. Phaeophyceae. *Acta Botanica Malacitana* 20: 5-18.
- Flores-Moya, A., J. Soto, A. Sánchez, M. Altamirano, G. Reyes y F. Conde. 1995. Check-list of Andalusia (S. Spain) seaweeds. II. Chlorophyceae. *Acta Botanica Malacitana* 20: 19-26.
- Guerra-García, J. M. y J. C. García-Gómez. 2001. The Spatial Distribution of Caprellidea (Crustacea: Amphipoda): A Stress Bioindicator in Ceuta (North Africa, Gibraltar Area). *Marine Ecology* 22 (4): 357-367.
- Guerra-García, J. M., J. Corzo, F. Espinosa y J. C. García-Gómez. 2004. Assessing habitat use of the endangered marine mollusc *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae) in Northern Africa: preliminary results and implications for conservation. *Biological conservation* 116: 319-326.
- Guerra-García, J. M., J. E. Sánchez-Moyano, J. Corzo, S. Moreno-Rivas y J. C. García-Gómez. 2000. Descripción de las comunidades de algas de la Isla de las Palomas (Tarifa) y de otros enclaves del sur de España. *Almoraima* 23: 189-194.
- Highsmith, R., T. L. Rutger, M. S. Stekoll, S. M. Saupe, M. R. Lindeberg, R. N. Jenne y W. P. Erickson. 1996. Impact of the Exxon Valdez oil spill on the intertidal biota. En: *Exxon Valdez Oil Spill Symposium Proceedings* (American Fisheries Society Symposia). S. D. Rice, R. B. Spies, D. A. Wolfe y B. A. Wrigth (eds.): 18: 212-237. Anchorage, Alaska.
- Lewis, J. R. 1982. The composition and functioning of benthic ecosystems in relation to the assessment of long-term effects of oil pollution. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*. 297: 257-267.
- López de la Cuadra, C. M. y J. C. García-Gómez. 1994. Zoogeographical study of the Cheilostomatida from the Straits of Gibraltar. *Biology and Palaeobiology of Bryozoans. Proceeding of the 9th IBA Conference* (25 de junio-1 de agosto, 1992. Swansea, Reino Unido). P. J. Hayward, J. S. Ryland y P. D. Taylor (eds.): 107-112. Olsen & Olsen. Fredensborg.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Princeton: 192 pp.
- Pagola-Carte, S., J. Urkiaga-Alberdi y J. I. Saiz Salinas. 2000. Cuantificación de la biomasa de las comunidades intermareales de sustrato rocoso en el Abra de Bilbao. *Ozeanografika* 3: 111-121.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley & Sons. Nueva York: 165 pp.
- Seoane-Camba, J. 1965. Estudios sobre las algas bentónicas en la costa sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz). *Investigación Pesquera* 29: 3-216.

- Southgate, T., K. Wilson, T. F. Cross y A. A. Myers. 1984. Recolonization of a rocky shore in S.W. Ireland following a toxic bloom of the dinoflagellate *Gyrodinium aureolum*. *Journal of Marine Biology Association (UK)* 64: 485-492.
- Suchanek, T. H. 1993. Oil impacts on marine invertebrate populations and communities. *American Zoologist* 33: 100-114.
- Vellend, M. 2001. Do commonly used indices of b-diversity measure species turnover? *Journal of Vegetation Science* 12: 545-552.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Wilson, M. V. y A. Shmida. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal Ecology* 72: 1055-1064.